中国生态农业学报 2016 年 3 月 第 24 卷 第 3 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Mar. 2016, 24(3): 373−383

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.151040

闽西南崩岗土壤重金属含量、分布、来源及生态风险*

姜　超[1,2,3]　陈志彪[1,2,3**]　陈志强[1,2,3]　赵纪涛[1,2]

(1. 福建师范大学地理科学学院　福州　350007; 2. 湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地　福州　350007; 3. 福建师范大学地理研究所　福州　350007)

摘　要　选取福建省长汀县黄泥坑崩岗群内 2 处典型崩岗及附近一无崩岗山坡(对照区), 采样并测定了 63 份 0~20 cm 土壤样品 Cu、Zn、Ni、Pb、Cr、As、Cd 含量, 运用相关分析与主成分分析进行重金属来源辨识, 并应用 Hankanson 潜在生态风险指数法, 以福建省背景值和国家二级标准作为参比, 对研究区重金属进行潜在生态风险评价。结果表明: 研究区土壤重金属含量从高到低的顺序依次为 Zn(105.56 $mg\cdot kg^{-1}$)>Pb(67.21 $mg\cdot kg^{-1}$)>As(61.47 $mg\cdot kg^{-1}$)>Cu(22.33 $mg\cdot kg^{-1}$)>Cr(17.12 $mg\cdot kg^{-1}$)>Ni(5.24 $mg\cdot kg^{-1}$)>Cd(0.80 $mg\cdot kg^{-1}$), Pb、Cd 含量表现为崩岗区>对照区, Cu、Zn、Ni、Cr、As、Cd 含量与之相反。1 号崩岗 Zn、Pb、As 和 Cd 平均值分别是福建省背景值的 1.12 倍、2.82 倍、8.68 倍和 13.33 倍, 2 号崩岗这 4 种元素平均值分别是背景值的 1.11 倍、1.36 倍、11.22 倍和 16.67 倍, 对照区该 4 种元素平均值分别是背景值的 1.58 倍、1.60 倍、5.14 倍和 14.44 倍; 与国家土壤环境质量二级标准比较得出, 崩岗区和对照区 As 平均值分别超标 1.92 倍和 2.70 倍, Cd 平均值分别超标 2.31 倍和 2.60 倍。从集水坡面到沟道末端, 崩岗区 Pb、Zn、Cd 含量呈增加趋势, Cu、Cr 含量基本维持稳定, Ni 含量有所降低; 从坡面上部到下部, 对照区 Cu、Zn、Ni、Cr、Cd 含量呈增加趋势, Pb 含量略有降低; As 含量在研究区的分布无明显变化。Cu、Ni、Cr 主要来源为成土母质, Zn 主要来源于禽畜养殖, Cd、As 的主要来源包基岩风化稀土开采, Pb 主要来源于基岩矿化、煤炭燃烧及汽车尾气排放等复合污染源。以福建省背景值为参比时, Cd 潜在生态风险系数达到“极强风险”, As 为“较强风险”, 其余均为“轻微风险”; 以国家二级标准为参比时, Cd 属“较强风险”, 其余均为“轻微风险”。潜在生态风险指数(R_i)表现为 2 号崩岗>对照区>1 号崩岗。研究区 Cd、As 污染已较为严重, 应采取相应的安全防范措施。

关键词　水土流失　崩岗　土壤重金属　潜在生态风险
中图分类号: X825　　**文献标识码**: A　　**文章编号**: 1671-3990(2016)03-0373-11

Content, distribution, source and ecological risk of heavy metals in soils of Benggang areas in Southwest Fujian*

JIANG Chao[1,2,3], CHEN Zhibiao[1,2,3**], CHEN Zhiqiang[1,2,3], ZHAO Jitao[1,2]

(1. College of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 2. Key Laboratory for Subtropical Mountain Ecology, Ministry of Science and Technology and Fujian Province, Fuzhou 350007, China; 3. Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

Abstract　Sixty-three surface (0–20 cm) soil samples were collected in two typical Benggang areas (BG_1 and BG_2) in Huangnikeng Benggang Group and an adjacent hillside without Benggang (CK) in Changting County of southwestern Fujian Province. The contents of seven heavy metals in those samples were measured, and each heavy metal’s source was identified by means of correlation and principal component analyses. Finally, the potential ecological risks of heavy metals were assessed

* 国家自然科学基金项目(41171232, 41371512)和国家科技支撑计划项目(2013BAC08B03)资助
** 通讯作者: 陈志彪, 主要研究方向为资源环境与水土保持。E-mail: chenzhib408@vip.163.com
姜超, 主要研究方向为退化地生态过程。E-mail: jcjiangchengzi@163.com
收稿日期: 2015−09−23　接受日期: 2015−12−10

* Supported by the National Natural Science Foundation (No. 41171232, 41371512) and the National Key Technologies R & D Program of China (No. 2013BAC08B03)
** Corresponding author, E-mail: chenzhib408@vip.163.com
Received Sep. 23, 2015; accepted Dec. 10, 2015

on the basis of soil background values of Fujian Province and the second class standard of national soil environmental quality. The results indicated that the order of contents of heavy metals in the investigated soil was Zn (105.56 mg·kg^{-1}) > Pb (67.21 mg·kg^{-1}) > As (61.47 mg·kg^{-1}) > Cu (22.33 mg·kg^{-1}) > Cr (17.12 mg·kg^{-1}) > Ni (5.24 mg·kg^{-1}) > Cd (0.80 mg·kg^{-1}), the contents of Pb and Cd in both BG_1 and BG_2 were higher than those in CK, while those of Cu, Zn, Ni, Cr, As and Cd were opposite. The contents of Zn, Pb, As and Cd in BG_1 were 1.12, 2.82, 8.68 and 13.33 times, BG_2 were 1.11, 1.36, 11.22 and 16.67 times, and CK were 1.58, 1.60, 5.14 and 14.44 times the averages of soil background values in Fujian Province. Compared with the second class standard of national soil environmental quality (GB15618—1995), the contents of As in Benggangs and CK soils were 1.92 and 2.70 times, respectively, and the content of Cd was 2.31 and 2.60 times, respectively, the nation standard. From upper slope to bottom of slope in Benggang systems, the contents of Pb, Zn and Cd increased, Cu and Cr basically remained stable, while Ni decreased. From top to bottom of CK slope, Cu, Zn, Ni, Cr and Cd contents increased, and Pb content decreased slightly. As content in study region kept relatively consistent. According to heavy metals resources analysis with correlation and principal component analyses methods, Cu, Ni and Cr mainly came from parent materials, Zn was associated with livestock breeding probably, Cd and As originated from substrate weathering and mining of rare earth elements, and Pb were ascribed to compound pollution of bedrock mineralization, coal combustion, and exhaust emission on provincial highway (No. 205). The potential ecological risk coefficients of Cd and As were classified as ‘extreme strong level’ and ‘strong level’ respectively, and those of Cu, Zn, Ni, Pb, Cr were ranked as ‘slight level’ with soil background values in Fujian Province as reference; while only Cd was ranked as ‘strong level’ and others were in range of ‘slight level’, when the second class standard of national soil environmental quality was used as reference. The order of potential ecological risk index was BG_2>CK>BG_1. The proper measures would be suggested to control the severe contamination of Cd and As in this area.
Keywords Water and soil erosion; Benggang; Soil heavy metal; Potential ecological risk

崩岗被称为南方红壤侵蚀区“生态溃疡”，是在水力和重力交交互作用下土层甚至风化壳遭受剥离、坍塌而形成的特殊侵蚀形式，由集水坡面(位于崩岗壁后缘的汇水面)、崩壁(发生坍塌的部位)、崩积体(上方松散物质坠落堆积形成)、沟道和冲(洪)积扇(沟道末端浮泥区)等侵蚀部位组成[1−3]。崩岗广泛分布于长江流域、珠江流域及东南沿海诸河流域低海拔丘陵地带，其中崩塌面积≥60 m^2 的崩岗已逾 239 000 处，侵蚀面积约 1 200 km^2，年侵蚀总量 6 000万 t 以上，平均侵蚀模数高达 59 000 t·km^{-2}·a^{-1}[4]。崩岗侵蚀具有发展速度快、突发性强，侵蚀模数大、危害严重，土壤疏松瘠薄、酸性强及造林(草)难以成活的特点。据资料统计，1949—2005 年间，全国崩岗侵蚀造成沙压农田达 3 600 km^2，损毁房屋 52 100 间、道路 36 000 km、桥梁 10 000 余座、水库 8 947 座、堰塘 73 000 座，直接经济损失 328 亿元，受灾人口 917 万[5]。因此，崩岗侵蚀对区域生态安全、粮食安全、防洪安全和人居安全造成重要威胁，严重制约了地方经济社会的可持续发展。

崩岗作为我国特有的称谓，与集中分布于地中海比利牛斯山地、内盖夫沙漠及亚平宁半岛等地区的沟壑丛生、地表破碎的侵蚀地貌——劣地[6−8](Badland)存在相似之处，具体表现在：侵蚀过程由水力–重力混合作用，岩层结构遭到破坏，稳定性降低；地表形态差异较大，冲积–崩积物堆置于下方低凹处；土壤有机质含量极低，矿质养分稀缺，植被稀少等。崩岗研究具有世界可比性，可作为热点研究在亚热带湿润地区的典型个例。

土壤作为陆地生态系统中物质循环与能量流动活跃的界面，既是重金属的最终归宿之一，又是向大气、水体及生物迁徙的重要媒介[9]。通过基岩矿化、降雨及粉尘沉降与人为活动等途径进入土壤的重金属，滞留时效较长，难于被微生物降解，可由食物链在生物体内不断累积，最终威胁人类健康。目前，土壤重金属污染已成为全球环境科学研究的热点[10−12]。然而，纵观已有研究成果，多集中在矿区[10,13]、城市[14−15]、农田[16−17]、水域[18−19]和海陆交错带[20−21]等土地类型，而对花岗岩发育形成的崩岗侵蚀区重金属污染特征及其影响因素有关研究尚少涉及。与此同时，自曾昭璇等[22]最早将“崩岗”的概念引入地理地貌学 30 余年来，崩岗研究主要侧重于侵蚀过程与机制以及灾害防治等方面[3−5,23−27]，对于“崩岗侵蚀引起的区内生态环境效应，特别是剧烈的侵蚀过程是否会造成土壤重金属重分布及生态风险”的研究较为薄弱。

因此，本文通过选取福建省西南部长汀县黄泥坑崩岗群内 2 处典型崩岗，并以毗邻的未发生崩岗侵蚀的山坡作为对照区，在测定 63 份土样 Cu、Zn、Ni、Pb、Cr、As、Cd 等重金属含量的基础上，分析崩岗不同部位土壤重金属分布特征，并探究各重金

属间的相互作用及其影响因素，最后采用潜在生态风险指数法评价其潜在生态风险，以期揭示崩岗侵蚀区土壤重金属污染特征，为崩岗区实施治理以及生态恢复提供理论依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

长汀县位于福建省西南隅，属中亚热带季风性湿润气候，年均气温 18.5 ℃，历史极端最低气温 −8.0 ℃，最高气温 39.5 ℃，最冷月 1 月平均气温 4.2 ℃，最热月 7 月平均气温 33.1 ℃，年均降雨量 1 710 mm，年均蒸发量 1 403 mm，年均无霜期 260 d，≥10 ℃积温 4 100~4 650 ℃。全县共有各类崩岗 3 583 处，占福建省崩岗总数的 13.77%，侵蚀面积 7.28 km^2，占全省崩岗侵蚀面积的 11.36%，崩岗密度 1.16 个·km^{-2}，年均侵蚀量达 30 000 t 以上。黄泥坑崩岗群(25°31′49″N，116°16′52″E)位于长汀县濯田镇西南约 20 km 处，205 省道牛坑头村段西侧约 1 km 处。共有崩岗 34 处，侵蚀面积约 37 500 m^2，主沟长度 200.34 m，宽度 4.87~12.10 m。本研究在黄泥坑崩岗群内选取土壤母岩相同、地形条件相似的两处毗邻崩岗和一处未发生崩岗侵蚀的自然坡面作为研究对象，其基本情况如下：

1 号崩岗：集水坡面海拔 359 m，坡度 18°，坡向南偏西 18°，崩壁高度 9.43 m，宽度 3.55~5.09 m，沟道长度 13.83 m，宽度 2.20~4.50 m，面积 542 m^2；表层岩土近赤褐色，白色粗粒石英颗粒随处可见，形成高约 1 cm 的微土柱，有 2 mm 物理结皮覆盖，植被覆盖度仅为 2%。2 号崩岗位于 1 号崩岗西南方向约 15 m 处，集水坡面海拔 318 m，坡度 15°，坡向南偏东 26°，崩壁高度 6.30 m，宽度 2.70~3.42 m，沟道长度 16.48 m，宽度 0.71~1.54 m，面积 146 m^2，植被覆盖度达 90%以上，沟道内有 5~10 cm 凋落物覆盖。无崩岗侵蚀山坡对照区(CK)位于 1、2 号崩岗西南侧约 100 m 处，海拔 323 m，坡度 8°，南偏东 24°，坡面长度 22.78 m，宽度 4.86~5.20 m。植物生长状况好于崩岗区。研究区乔木仅有马尾松(*Pinus massoniana*)和杉木(*Cunninghamia lanceolata*)，灌木主要有岗松(*Baeckea frutescens*)、毛冬青(*Ilex pubescens*)、石斑木(*Rhaphiolepis indica*)、黄瑞木(*Adinandra millettii*)、轮叶蒲桃(*Syzygium buxifolium*)、胡枝子(*Lespedeza bicolor*)、枫香(*Liquidambar formosana*)、油茶(*Camellia oleifera*)及木荷(*Schima superba*)等，草本主要有五节芒(*Miscanthus floridulus*)与芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)等。土壤类型为由花岗岩风化形成的侵蚀性红壤。

1.2　样品采集与处理

按 S1、S2、S3、S4、S5、S6、S7 进行采样，其中崩岗区分别表示集水坡面(S1)、崩壁顶部(S2)、崩壁中部(S3)、崩壁底部(S4)、崩积体上部(S5)、崩壁下部(S6)和沟道末端沟口(S7)等侵蚀部位，对照区各点平均间距约 4 m(根据崩壁和主沟总长度测算得出)。采用竹制撬铲垂直于地面采集各样点内 0~20 cm 表层土壤，经 5 点混合均匀，样品原始重量约 1 kg，并在各样点同一等高线设置 3 个重复(左、中、右端)，样品合计 63 份。将重复土样均匀混合，四分法取约 0.5 kg 装入聚乙烯密封袋中，分别贴上标签，暂时放置于保温箱内。另外，考虑到降雨可能会对地表土壤重金属含量造成影响[28]，选择在前 15 d 内未曾发生降雨的时段进行(2014 年 7 月 1 日至 15 日)。

1.3　样品测试

土样迅速带回实验室后，剔除植物根系、残体及石砾等杂物。置于通风处自然风干后，用玛瑙研钵磨细，将样品分成 2 份，其中一份过 100 目尼龙筛，装入洁净纸袋内，用于土壤重金属测定；另一份过 25 目和 100 目尼龙筛用于土壤性质测定。

1.3.1　土壤重金属含量

重金属测定的预处理采用电热板消解法[29]：准确称取样品(40.0±0.5) mg 放入 Teflon 消解罐中，加入混合酸(HF∶HNO_3=3∶1)2 mL，150 ℃加热 12 h。样品冷却后加入 0.25 mL $HClO_4$，于 150 ℃电热板上蒸至近干，加 2 mL 超纯水和 1 mL HNO_3，150 ℃回溶 12 h。用超纯水定容 40 mL，待测；为避免样品在测试过程中发生次生污染，试验过程中所有玻璃器皿、消解罐在使用之前均使用浓度为 5%硝酸浸泡 24 h，冲洗后烘干，所用试剂均为优级纯，水均为 18.2 MΩ超纯水。采用美国 X-Serie Ⅱ型 ICP-MS 质谱仪测试 Cu、Zn、Ni、Pb、Cr、As、Cd 含量，平行测试 RSD%<5%，同时采用国家标准物质黄红壤(GBW 07405)和砖红壤(GBW 07407)进行监测和校正，标样测试值与标准值偏差在 10%以内，测试过程中选用 5 μg·L^{-1} 的铟(In)和铼(Re)作为在线双内标元素同步测定，回收率为 85%~115%，已达到美国环境保护局 80%~120%标准要求。上述试验过程在福建师范大学湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地完成。

1.3.2　土壤基本理化性质

采用常规方法对土壤基本理化性质进行测定。土壤全碳、全氮采用碳氮元素分析仪(Elementar Vario MAX，德国)测定；全磷、速效磷和速效氮(氨

氮+硝氮)采用连续流动分析仪(Skalar san++, 荷兰)测定; 全钾和速效钾采用火焰分光光度仪测定; 土壤容重及含水量采用环刀–铝盒测定; 颗粒组成采用粒径分析系统(SEDIMAT4-12, 德国)测定; 酸碱度采用便携式 pH 计(STARTER 300)测定。试验区土壤基本理化性质见表 1。

表 1　试验区土壤基本理化性质

Table 1　Physico-chemical properties of soils of the investigated plots

调查区 Investigated plot	pH	容重 Bulk density ($g \cdot cm^{-3}$)	有机质 Organic matter ($g \cdot kg^{-1}$)	全氮 Total N ($g \cdot kg^{-1}$)	全磷 Total P ($g \cdot kg^{-1}$)	全钾 Total K ($g \cdot kg^{-1}$)	速效磷 Available P ($mg \cdot kg^{-1}$)	速效钾 Available K ($mg \cdot kg^{-1}$)
1 号崩岗 BG_1	5.10±0.15a	1.41±0.08a	1.28±0.81b	0.21±0.04a	0.06±0.00b	4.06±1.33b	0.66±0.19a	23.78±7.13b
2 号崩岗 BG_2	4.82±0.25b	1.31±0.17b	10.75±6.38a	0.64±0.36a	0.07±0.01b	5.63±1.74a	0.35±0.14b	21.53±12.03b
对照区 CK	4.65±0.13c	1.25±0.14b	13.65±7.60a	0.65±0.24a	0.47±0.17a	4.49±2.72ab	0.40±0.16b	31.94±7.08a

BG_1 和 BG_2 分别代表崩岗水土流失严重的两处地区, CK 为未发生崩岗侵蚀的自然坡面对照。同列不同字母表示在 5%水平上差异显著。下同。BG_1 and BG_2 are two Benggang plots with serious soil erosion; CK is a natural slope without Benggang erosion. Different small letters in the same column mean significant difference at 5% level. The same below.

1.4　数据分析

1.4.1　数据处理

数据经 Microsoft Excel 2003 整理后, 采用 SPSS 19.0 软件进行统计分析, 并采用单因子方差分析(One-Way ANOVA)对数据进行显著性检验(LSD 法, α=0.05), 采用 Pearson 相关分析各重金属与土壤基本理化性状间的相关性, 用 Origin 8.0 完成绘图。

1.4.2　潜在生态风险

采用 Hakanson 潜在生态危害指数法[30](R_i)评价土壤重金属危害程度。该方法可于土壤及水域沉积物重金属潜在生态风险定量评价, 将重金属环境效应与致毒参数结合起来, 既可反映单一重金属元素环境危害, 也能表征多种重金属污染源综合效应, 已成为重金属污染风险评价广泛应用的方法[10,17,19], 其计算公式如下:

$$R_i = \sum E_r^i \tag{1}$$

$$E_r^i = T_r^i \times \frac{C_j^i}{C_k^i} \tag{2}$$

式中: C_j^i 为重金属 i 实测含量; C_k^i 为重金属 i 参比值; T_r^i 为重金属 i 毒性响应系数, 本文参考 Hakanson[30]和徐争启等[31]计算方法, 各重金属毒性响应系数分别为: Cd(30)、As(10)、Pb=Cu=Ni(5)、Cr(2)、Zn(1)。E_r^i 为重金属 i 潜在生态风险系数, R_i 为潜在生态危害指数, 参考李一蒙等[14]计算方法, 对 E_r^i 和 R_i 分级标准进行调整: $E_r^i<30$ 为“轻微风险”, $30 \leqslant E_r^i<60$ 为“中等风险”, $60 \leqslant E_r^i<120$ 为“较强风险”, $120 \leqslant E_r^i<240$ 为“很强风险”, $E_r^i \geqslant 240$ 为“极强风险”; $R_i<70$ 为“轻微风险”, $70 \leqslant R_i<140$ 为“中等风险”, $140 \leqslant R_i<280$ 为“较强风险”, $R_i \geqslant 280$ 为“极强风险”; 为了反映不同参比值下崩岗土壤重金属潜在生态风险指数差异, 本文分别以福建省土壤重金属背景值[32]及国家土壤环境质量二级标准[33]作为参比。

2　结果与分析

2.1　土壤重金属含量特征

如表 2 所示, 研究区内土壤重金属含量特征存在差异, 各重金属含量从高到低依次为 Zn(105.56 $mg \cdot kg^{-1}$)>Pb(67.21 $mg \cdot kg^{-1}$)>As(61.47 $mg \cdot kg^{-1}$)>Cu(22.33 $mg \cdot kg^{-1}$)>Cr(17.12 $mg \cdot kg^{-1}$)>Ni(5.24 $mg \cdot kg^{-1}$)>Cd(0.80 $mg \cdot kg^{-1}$)。Cu、Zn、Ni、Pb、Cr、As、Cd 在 1 号崩岗平均含量分别为 12.37 $mg \cdot kg^{-1}$、93.34 $mg \cdot kg^{-1}$、4.49 $mg \cdot kg^{-1}$、98.39 $mg \cdot kg^{-1}$、7.59 $mg \cdot kg^{-1}$、50.16 $mg \cdot kg^{-1}$ 和 0.72 $mg \cdot kg^{-1}$, 2 号崩岗平均含量分别为 12.01 $mg \cdot kg^{-1}$、92.08 $mg \cdot kg^{-1}$、4.55 $mg \cdot kg^{-1}$、47.35 $mg \cdot kg^{-1}$、11.12 $mg \cdot kg^{-1}$、64.85 $mg \cdot kg^{-1}$ 和 0.90 $mg \cdot kg^{-1}$; 对照区平均含量分别为 42.62 $mg \cdot kg^{-1}$、131.26 $mg \cdot kg^{-1}$、8.61 $mg \cdot kg^{-1}$、55.89 $mg \cdot kg^{-1}$、32.66 $mg \cdot kg^{-1}$、69.39 $mg \cdot kg^{-1}$ 和 0.78 $mg \cdot kg^{-1}$, 是 1 号崩岗的 3.45 倍、1.41 倍、1.92 倍、0.57 倍、4.30 倍、1.38 倍和 1.08 倍, 是 2 号崩岗的 3.55 倍、1.43 倍、1.89 倍、1.18 倍、2.93 倍、1.07 倍和 0.87 倍。除 1 号崩岗 Pb 和 2 号崩岗 Cd 以外, 对照区土壤重金属含量显著高于崩岗区, 说明崩岗侵蚀能削减、降低土壤重金属含量, 各元素降低幅度顺序分别为 Cu≈Cr>Ni>Zn>As>Cd>Pb。除 Cu、Ni 和 Cr 以外(对照区 Cu 平均含量已超福建省背景值), 1 号崩岗 Zn、Pb、As 和 Cd 含量平均值分别为福建省土壤背景值 1.12 倍、2.82 倍、8.68 倍和 13.33 倍, 2 号崩岗该 4 种元素含量平均值分别为福建省背景值 1.11 倍、1.36 倍、11.22 倍和 16.67 倍, 对照区该 4 种元素平均值分别为福建省背景值 1.58 倍、1.60 倍、5.14 倍和 14.44 倍。进一步与国家土壤环境质量二级标准(GB15618—1995)比较后发现, 对照区 Cu、Zn 的极大值已经超过标准, 整个

研究区内 As 平均含量分别超标 1.92 倍和 2.70 倍, Cd 平均含量分别超标 2.31 倍和 2.60 倍。变异系数(coefficient of variation, CV)反映数据的离散状况, 可以表征各重金属元素空间差异程度。崩岗区土壤 Pb 的变异系数最大(54.06%), Cd 次之(44.44%), Cu、Zn、Ni、Cr、As 的变异系数均相对较小, 介于 15.09~34.07%; 对照区土壤 Cu、Cr、Zn、Pb 的变异系数相对较大, 分别为 46.72%、32.55%、31.48%、20.16%, 其余元素的变异系数均低于 20%。整个研究区内土壤重金属的变异系数从大到小顺序为 Cu (82.49%)>Cr(75.06%)>Pb(50.05%)>Ni(41.60%)>Cd (37.50%)>Zn(31.69%)>As(22.40%)。

表 2　试验区土壤重金属含量描述统计结果

Table 2　Description statistic results of soil heavy metals concentrations in the investigated plots

调查区域 Investigated plot	统计量 Statistical item	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	As	Cd
1 号崩岗 BG_1	极大值 Maximum ($mg \cdot kg^{-1}$)	17.28	129.40	10.91	146.90	11.12	69.00	1.60
	极小值 Minimum ($mg \cdot kg^{-1}$)	6.50	54.08	2.85	41.94	6.56	22.47	0.28
	平均值 Average ($mg \cdot kg^{-1}$)	12.37b	93.34b	4.49b	98.39a	7.59c	50.16b	0.72b
	标准差 Standard deviation ($mg \cdot kg^{-1}$)	2.34	18.73	1.74	32.56	1.81	14.12	0.44
	变异系数 Coefficient of variation (%)	17.50	20.07	38.75	33.09	23.85	28.15	61.11
2 号崩岗 BG_2	极大值 Maximum ($mg \cdot kg^{-1}$)	15.36	128.60	7.57	109.10	17.24	50.25	1.23
	极小值 Minimum ($mg \cdot kg^{-1}$)	10.56	65.10	2.97	19.44	7.22	79.46	0.47
	平均值 Average ($mg \cdot kg^{-1}$)	12.01b	92.08b	4.55b	47.35b	11.12b	64.85a	0.90a
	标准差 Standard deviation ($mg \cdot kg^{-1}$)	1.41	19.19	1.35	27.43	2.89	9.36	0.24
	变异系数 Coefficient of variation (%)	11.74	20.84	29.67	57.93	25.99	14.43	26.67
对照区 CK	极大值 Maximum ($mg \cdot kg^{-1}$)	76.01	239.50	10.44	78.71	52.12	79.36	1.01
	极小值 Minimum ($mg \cdot kg^{-1}$)	24.07	82.68	6.52	41.64	18.44	42.04	0.59
	平均值 Average ($mg \cdot kg^{-1}$)	42.62a	131.26a	8.61a	55.89b	32.66a	69.39a	0.78b
	标准差 Standard deviation ($mg \cdot kg^{-1}$)	19.91	41.32	1.45	11.27	10.63	9.40	0.14
	变异系数 Coefficient of variation (%)	46.72	31.48	16.84	20.16	32.55	13.55	17.95
福建省土壤背景值[30] Soil background value in Fujian Province ($mg \cdot kg^{-1}$)		21.6	82.7	13.50	34.9	41.3	5.78	0.054
土壤环境质量国家二级标准[31] (pH<6.5) National second soil environmental quality standard ($mg \cdot kg^{-1}$)		50	200	40	250	150	30	0.30

2.2　土壤重金属分布特征

研究区内土壤各重金属分布特征存在差异(图 1)。沿集水坡面、崩壁顶部、崩壁中部、崩壁底部、崩积体上部、崩积体下部到沟道末端, 崩岗区 Cu、Cr 含量基本维持稳定, Zn、Cd 含量表现出增加趋势, Ni 含量有所降低, Pb 含量在崩积体处有所下降, 总体上亦呈增加趋势; 而对照区, 从坡面上部到下部, 大多数重金属(Cu、Zn、Ni、Cr 和 Cd)含量呈增加趋势, Pb 含量略有降低; As 含量在研究区内呈波动变化规律。总体而言, 除 Pb 和 As 以外, 崩岗系统土壤重金属含量在不同部位间表现较强的稳定性, 空间差异较小。

2.3　土壤重金属来源解析

2.3.1　相关分析

重金属元素间相关分析有助于辨识重金属来源[9,34−36]。由表 3 得知, 研究区内重金属元素 Cu、Zn、Ni、Cr 之间具有较强的相关性, Cu-Zn、Cu-Ni、Cu-Cr、Zn-Cr 和 Ni-Cr 均呈极显著正相关, 其相关系数分别达到 0.806、0.775、0.946、0.737 和 0.659, 说明 Cu、Zn、Ni 和 Cr 可能具有相同的来源。Pb、As 和 Cd 间的相关系数具有明显差异, 其中 Pb 与 Cr 呈显著负相关, Pb-Cr 相关系数为−0.318, 说明 Pb 与 Cr 来源可能不同; As-Cu、As-Zn 和 As-Cr 的相关系数分别为 0.385、0.317 和 0.434, 呈显著或极显著正相关, 而 As-Pb 的相关系数为−0.369, 呈极显著负相关, 说明 As 可能受到多因素的混合影响; Cd-Zn 呈显著正相关, 相关系数为 0.268, 与其他重金属元素均无相关性, 据此推测 Cd 可能来自于外源污染源。

与此同时, 与本地区地带性植被米槠林土壤[37]比较, 土壤 pH、容重较大, 而有机质、全氮、全磷、全钾含量明显偏低, 研究区土壤理化性质总体上呈现出明显的侵蚀特征(表 1)。土壤理化性质对重金属生态活性、生物毒性及其环境迁徙等具有重要影响[36,38]。

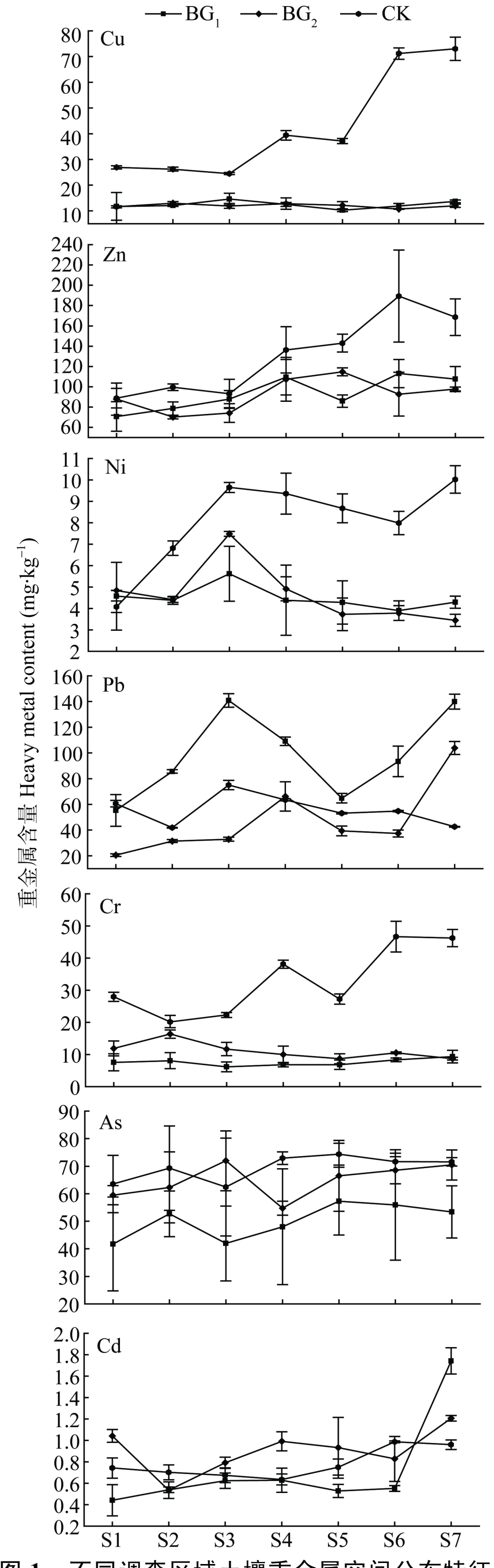


图 1 不同调查区域土壤重金属空间分布特征

Fig. 1 Spatial distribution characteristics of soil heavy metals in different investigation plots

崩岗区 S1 为集水坡面, S2 为崩壁顶部, S3 为崩壁中部, S4 为崩壁底部, S5 为崩积体上部, S6 为崩积体下部, S7 为沟道出口; 对照区 S1 至 S7 为从坡面上部到下部样点。图 2 同。In Benggang plots, S1 is water-collecting slope, S2 is top section of collapsing slope, S3 is middle section of collapsing slop, S4 is bottom section of collapsing slope, S5 is upper section of colluvial deposit, S6 is lower section of colluvial deposit, S7 is channel outlet. For CK, S1 to S7 are spots from top to bottom of slope. The same as the figure 2.

通过与土壤基本理化性质相关分析可知(表 4), 崩岗土壤 Cu、Cr 与有机质、全氮、全磷和速效钾呈极显著正相关, 与 pH、土壤容重和全钾呈显著负相关; Zn 与速效钾无相关性, 与土壤理化性质的相关性与 Cu、Cr 较为相似; Ni 与全磷、速效钾呈极显著相关; Pb 与 pH、土壤容重、速效磷呈极显著正相关, 与有机质、全氮呈极显著负相关, 与全磷、速效钾呈显著负相关(与 Cu、Cr 恰好相反); As 与有机质、全氮、全磷呈极显著正相关, 但相关系数较低, 分别为 0.465、0.378 和 0.376, 与 pH、土壤容重呈极显著负相关; Cd 仅与全钾具有相关性(R=–0.254*)。

2.3.2 主成分分析

为进一步准确解析土壤重金属来源, 对土壤重金属及其理化性质 15 个指标进行主成分分析(表 5)。KMO 和 Bartlett 球形检验值分别为 0.683 和 0, 说明对这 15 个指标进行主成分分析是适合的。极大化方差旋转后的因子载荷矩阵中, 前 7 个主成分累积方差贡献率达 87.42%, 已可以解释 15 个指标的绝大部分信息。PC1 的方差贡献率为 23.51%, Cu、Ni 和 Cr 载荷分别达到 0.982、0.788 和 0.890; 对照表 2 发现, Cu、Ni、Cr 平均含量明显低于福建省背景值(对照区 Cu 除外), 因此将 PC1 归为“自然源因子”; PC3 的方差贡献率为 12.58%, Zn 的载荷达 0.807, 结合相关分析结果, Zn 可能来自于禽畜养殖; PC5 的方差贡献率为 8.28%, 主要表达 Cd 的信息, 载荷为 0.939; PC7 的方差贡献率为 8.86%, As 的载荷高达 0.934, Cd 与 As 的来源可能与成土母质和该县稀土开采活动有关; Pb 在各主成分中均有分布, 推测 Pb 可能受到基岩风化、附近居民煤炭燃烧以及省道 205 的汽车尾气排放及轮胎磨损等复合污染源综合影响。另外, 从表 5 可看出, 仅有全磷的载荷在 PC1 达到了 0.929, 其他土壤理化性质指标的因子载荷分布于不同主成分中, 说明崩岗侵蚀对土壤理化性质影响较大。

2.4 土壤重金属潜在生态风险

表 6 为研究区各重金属单因子潜在生态风险系数表现。从表 6 可以看出, Cu、Zn 的生态风险系数为对照区>1 号崩岗>2 号崩岗, Ni、Cr、As 为对照区>2 号崩岗>1 号崩岗, Pb 为 1 号崩岗>对照区>2 号崩岗, Cd 为 2 号崩岗>对照区>1 号崩岗。以福建省土壤背景值为参比时, 研究区 7 种重金属单因子潜在生态风险系数平均值从大到小的顺序为 Cd>As>Pb>Cu>Ni>Zn>Cr。其中 Cd 污染最为严峻, 已达到“极强风险”, As 污染亦比较严重, 属“较强风险”, 其余

表 3　试验区土壤重金属元素间的相关系数

Table 3　Correlation coefficients of soil heavy metals in the investigated plots

	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	As	Cd
Cu	1.000						
Zn	0.806**	1.000					
Ni	0.775**	–0.139	1.000				
Pb	–0.208	–0.035	–0.128	1.000			
Cr	0.946**	0.737**	0.659**	–0.318*	1.000		
As	0.385**	0.317*	0.234	–0.369**	0.434**	1.000	
Cd	0.114	0.268*	–0.211	0.242	0.068	0.185	1.000

*和**分别表示在 P<0.05 和 P<0.01 水平显著, 下同。* and ** mean significant correlation at 0.05 and 0.01 levels, respectively. The same below.

表 4　试验区土壤重金属元素与理化性质的相关系数

Table 4　Correlation coefficients between soil heavy metals and physico-chemical properties in the investigated plots

	酸碱度 pH	容重 Bulk density	有机质 Organic matter	全氮 Total N	全磷 Total P	全钾 Total K	速效磷 Available P	速效钾 Available K
Cu	–0.519**	–0.451**	0.653**	0.464**	0.943**	–0.413**	–0.211	0.333**
Zn	–0.416**	–0.462**	0.566**	0.352**	0.719**	–0.321*	–0.040	–0.091
Ni	–0.156	0.101	0.032	0.103	0.603**	–0.085	–0.255	0.505**
Pb	0.700**	0.391**	–0.639**	–0.490**	–0.275*	–0.214	0.565**	–0.205*
Cr	–0.580**	–0.395**	0.629**	0.476**	0.935**	–0.280*	–0.291*	0.413**
As	–0.439**	–0.276**	0.465**	0.378**	0.376**	0.004	–0.241	0.204
Cd	0.020	0.040	0.211	0.214	0.059	–0.254*	0.150	–0.146

表 5　试验区土壤重金属元素及其基本理化性质因子载荷

Table 5　Factor loadings of soil heavy metals and physico-chemical properties in the investigated plots

指标 Index	旋转后因子载荷 Rotated component matrix						
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
Cu	0.982	0.008	0.018	0.003	0.012	–0.036	0.067
Zn	0.080	–0.040	0.807	0.020	0.279	–0.035	0.109
Ni	0.788	0.034	–0.217	–0.150	–0.184	0.163	0.179
Pb	–0.046	–0.824	0.326	–0.156	0.232	0.144	–0.147
Cr	0.890	0.232	–0.173	0.102	0.044	0.065	0.048
As	0.146	0.259	–0.015	0.014	0.103	–0.024	0.934
Cd	–0.076	0.006	0.206	–0.116	0.939	0.017	0.091
酸碱度 pH	–0.249	–0.857	–0.078	–0.019	0.105	0.255	–0.040
容重 Bulk density	0.029	–0.297	–0.047	–0.268	0.015	0.856	–0.033
有机质 Organic matter	0.043	0.875	0.061	0.176	0.146	–0.166	0.157
全氮 Total N	0.070	0.686	–0.057	0.331	0.343	0.318	0.127
全磷 Total P	0.929	0.110	–0.007	0.169	–0.009	–0.134	–0.032
全钾 Total K	0.054	0.283	0.084	0.833	–0.112	–0.284	–0.022
速效磷 Available P	–0.188	–0.345	0.595	–0.488	0.120	0.056	–0.146
速效钾 Available K	0.377	–0.074	–0.796	–0.120	0.076	0.063	0.105
方差比例 Percentage of variance (%)	23.51	20.52	12.58	8.41	8.28	7.25	8.86
累积贡献率 Cumulative (%)	23.51	44.03	56.62	65.02	73.30	80.55	87.42

均为“轻微风险”; 以国家土壤环境质量二级标准为参比时, 7 种重金属单因子潜在生态风险系数平均值大小顺序为 Cd>As>Cu>Pb>Ni>Zn>Cr, 其中 Cd 达到“较强风险”等级, 其余均为“轻微风险”。从图 2 可以看出, 不同调查区潜在生态风险指数(R_i)为 2 号崩岗>对照区>1 号崩岗。以福建省土壤背景值作为参比时, R_i 指数平均值为 570.24, 已达到“极强风险”; 以国家土壤环境质量二级标准作为参比时, R_i 指数

表 6 试验区土壤重金属单因子潜在生态风险系数(E_r^i)

Table 6 Single potential ecological risk coefficients of results of soil heavy metals (E_r^i) in the investigated plots

参比值 Reference value	调查区域 Investigated plot	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	As	Cd
福建省背景值[30] Background soil value in Fujian Province	1 号崩岗 BG_1	2.87±0.54	1.13±0.23	1.66±0.64	14.10±4.66	0.37±0.09	86.78±24.42	401.16±243.21
	2 号崩岗 BG_2	2.78±0.28	1.11±0.23	1.69±0.50	6.78±3.93	0.54±0.14	112.20±16.19	502.22±131.05
	对照区 CK	9.87±4.61	1.59±0.50	3.19±0.54	8.00±1.61	1.58±0.51	120.05±16.28	432.88±79.00
	平均值 Average	5.17±4.26	1.28±0.40	1.94±0.81	9.63±4.82	0.83±0.62	106.34±23.81	445.42±168.65
国家 II 级标准[31] National second soil quality standard	1 号崩岗 BG_1	1.24±0.23	0.47±0.09	0.56±0.22	1.97±0.65	0.10±0.02	16.72±4.71	72.21±43.78
	2 号崩岗 BG_2	1.20±0.12	0.46±0.10	0.57±0.17	0.95±0.55	0.15±0.04	21.62±3.12	90.40±23.59
	对照区 CK	4.26±1.99	0.66±0.21	1.08±0.18	1.12±0.23	0.44±0.14	23.13±3.14	77.92±14.22
	平均值 Average	2.23±1.84	0.53±0.17	0.66±0.27	1.34±0.67	0.23±0.17	20.49±4.59	80.18±30.36

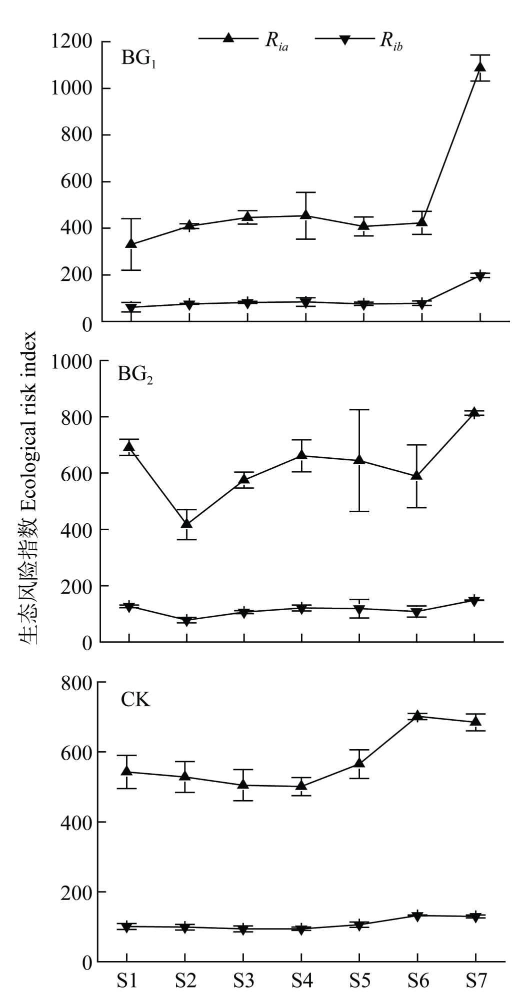


图 2 试验区土壤重金属潜在生态风险指数

Fig. 2 Potential ecological risk index of soil heavy metals in the investigated plots

R_{ia} 与 R_{ib} 分别表示以福建省背景值和国家 II 级标准为参比的潜在生态风险指数. R_{ia} and R_{ib} indicate potential ecological risk indexes consulted by background soil value in Fujian Province and national second soil environmental quality standard, respectively.

平均值为 105.53，属“中度风险”。因此从总体上看，研究区内土壤重金属污染已构成一定的潜在风险。无论是以福建省土壤背景值还是国家土壤环境质量二级标准为参比，从集水坡面到沟道末端，崩岗区 R_i 指数总体上呈增加趋势。

3 讨论与结论

本研究表明，崩岗区 Pb、Cd 含量高于对照区，Cu、Zn、Ni、Cr、As 和 Cd 含量与之相反，Zn、Pb、As、Cd 存在明显局部富聚与点源污染的趋势，其中 Zn、Pb、Cd 含量普遍高于我国农田土壤[39]，这与王斐等[10,40]、李小飞等[41]和王友生等[42]得出的结论基本一致，这可能与闽西赣南地区的以花岗岩风化形成的红壤环境以及农业种植、畜牧等生产活动有关[17]。Pb、As 和 Cd 平均含量接近或已经超过国内主要城市土壤[14]，对照区 Cu 平均含量比城市土壤略高，崩岗系统内 Cu 平均含量不及城市土壤的 1/2，所有样品中 Zn、Ni、Cr 含量平均值远低于城市土壤，这说明研究区土壤受工业活动影响较小，与城市土壤重金属污染特征具有明显差异。

崩岗侵蚀过程可概括为：在水流和重力交替作用下，原坡面土体崩塌坍落形成崩壁，坠落的土体在崩壁底部形成崩积体，崩积体在在降雨径流的冲刷下部分土体在沟道内沉积，或搬运至沟道出口以及下游农田发育成洪积扇。刘希林等[26]对广东省莲塘岗崩岗 2011—2013 年侵蚀过程三维激光扫描监测的研究中发现，崩岗侵蚀主要发生在崩壁、崩积体及两者侧向区域，这与本文崩岗系统土壤重金属分布特征基本吻合，即绝大部分重金属元素含量变化呈现出沿集水坡面到沟道末端总体上呈增加趋势。另外，不同植被盖度崩岗土壤重金属空间分布无明显差异，且不同部位崩岗土壤 Cu、Zn、Ni、Cr 含量空间差异相对较小，Pb、As 和 Cd 差异相对较大，这表明崩岗侵蚀可能是土壤重金属空间分异的重要原因，同时也可能受外源污染源输入的潜在影响。

通过对研究区土壤进行重金属相关性分析及主

成分分析, 并结合各元素空间分布特征综合辨识发现, Cu-Ni-Cr 表现较强的耦合性, 推测主要来自于母质成土过程中风化; Zn 作为禽畜饲料添加剂的重要成分, 广泛用于减少病害、促进成长, 但被禽畜有效利用极低, 绝大部分通过粪便排出体外, 导致农地土壤 Zn 含量增加[43–45], 研究区周边居民常年养殖猪、鸡、鸭等禽畜, 表明 Zn 可能来自于禽畜养殖; Cd、As 含量远高于福建省背景值, 推测其来源主要包括: 1)成土母质; 2)稀土开采, 长汀县是我国南方新型离子吸附型稀土的富集地区, 自 20 世纪 90 年代以来, 随着稀土市场价格的攀升, 该县稀土矿开采加剧, 势必对 Cd、As 进入土壤造成潜在影响[41–42]; Pb 与有机质呈极显著负相关性, 说明成土母质 Pb 含量较高, 而周边居民的煤炭燃烧以及附近省道 205 的汽车尾气排放及轮胎磨损产生的粉尘通过大气(干)沉降与降雨(湿)沉降等也是重要的输入土壤的途径。

从单因子潜在生态风险系数可以看出, 无论是以福建省土壤背景值还是国家土壤环境质量二级标准为参比值, 研究区 As、Cd 含量较高, 并且其毒性响应系数值相对较大, 分别达到 10 和 30, 致使 As、Cd 潜在生态风险系数远高于其余元素, 因此潜在生态风险指数(R_i)值的大小绝大程度取决于 As、Cd 污染状况。R_i 的分布特征从上游区到下游区呈现出增加趋势, 与侵蚀过程基本一致。由于福建省 Cd 背景值极低(0.054 mg·kg^{-1}), As 为 5.78 mg·kg^{-1}, 造成 As、Cd 的潜在生态风险系数远高于以国家二级标准为参比。但总体上, 研究区 Cd、As 污染问题已经比较突出, 应引起有关部门的高度关注。另外, 从本文结果可以看出, 崩岗侵蚀对研究区主要重金属污染 As、Cd 无明显的消减作用, 崩岗与对照坡地 R_i 差异较小, 重金属潜在生态风险仍然较高。区域性的种植措施、采矿活动、交通运输以及人畜粪便等废弃物排放都会成为外源重金属输入土壤的有效途径, 农区土壤重金属的来源辨析有待进一步深入研究。

参考文献 References

[1] 刘希林, 张大林, 贾瑶瑶. 崩岗地貌发育的土体物理性质及其土壤侵蚀意义——以广东省五华县莲塘崩岗为例[J]. 地球科学进展, 2013, 28(7): 802–811
Liu X L, Zhang D L, Jia Y Y. Soil physical properties of collapsing hill and gully and their indications for soil erosion: An example of Liantanggang collapsing hill and gully in Wuhua County of Guangdong[J]. Advances in Earth Science, 2013, 28(7): 802–811

[2] Sheng J A, Liao A Z. Erosion control in South China[J]. CATENA, 1997, 29(2): 211–221

[3] Luk S H, Yao Q Y, Gao J Q, et al. Environmental analysis of soil erosion in Guangdong Province: A Deqing case study[J]. CATENA, 1997, 29(2): 97–113

[4] 梁音, 宁堆虎, 潘贤章, 等. 南方红壤区崩岗侵蚀的特点与治理[J]. 中国水土保持, 2009(1): 31–34
Liang Y, Ning D H, Pan X Z, et al. The characteristics of Benggang erosion and its control in red region of southern China[J]. Soil and Water Conservation in China, 2009(1): 31–34

[5] Jiang F S, Huang Y H, Wang M K, et al. Effects of rainfall intensity and slope gradient on steep colluvial deposit erosion in Southeast China[J]. Soil Science Society of America Journal, 2014, 78(5): 1741–1752

[6] Bryan R B, Yair A. Badland Geomorphology and Piping[M]. Norwich: Geo Books, 1982: 3–24

[7] Gallart F, Marignani M, Pérez-Gallego N, et al. Thirty years of studies on badlands, from physical to vegetational approaches. A succinct review[J]. CATENA, 2013, 106: 4–11

[8] Vergari F, Seta M D, Monte M D, et al. Badlands denudation “hot spots”: The role of parent material properties on geomorphic processes in 20-years monitored sites of Southern Tuscany (Italy)[J]. CATENA, 2013, 106: 31–41

[9] 戴彬, 吕建树, 战金成, 等. 山东省典型工业城市土壤重金属来源、空间分布及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(2): 507–515
Dai B, Lv J S, Zhan J C, et al. Assessment of sources, spatial distribution and ecological risk of heavy metals in soils in a typical industry-based city of Shandong Province, eastern China[J]. Environmental Science, 2015, 36(2): 507–515

[10] 王斐, 黄益宗, 王小玲, 等. 江西钨矿周边土壤重金属生态风险评价: 不同评价方法的比较[J]. 环境化学, 2015, 34(2): 225–233
Wang F, Huang Y Z, Wang X L, et al. Ecological risk assessment of heavy metals in surrounding soils of tungsten ores: Comparison of different evaluation methods[J]. Environmental Chemistry, 2015, 34(2): 225–233

[11] Rodríguez Martín J A, Ramos-Miras J J, Boluda R, et al. Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain)[J]. Geoderma, 2013, 200/201: 180–188

[12] Alary C, Demougeot-Renard H. Factorial kriging analysis as a tool for explaining the complex spatial distribution of metals in sediments[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(2): 593–599

[13] 黄小娟, 江长胜, 郝庆菊. 重庆溶溪锰矿区土壤重金属污染评价及植物吸收特征[J]. 生态学报, 2014, 34(15): 4201–4211
Huang X J, Jiang C S, Hao Q J. Assessment of heavy metal pollutions in soils and bioaccumulation of heavy metals by plants in Rongxi Manganese mineland of Chongqing[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(15): 4201–4211

[14] 李一蒙, 马建华, 刘德新, 等. 开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(3): 1037–1044
Li Y M, Ma J H, Liu D X, et al. Assessment of heavy metal

pollution and potential ecological risks of urban soils in Kaifeng City, China[J]. Environmental Science, 2015, 36(3): 1037–1044

[15] Chen T B, Zheng Y M, Lei M, et al. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China[J]. Chemosphere, 2005, 60(4): 542–551

[16] 李名升, 佟连军. 辽宁省污灌区土壤重金属污染特征与生态风险评价[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(6): 1517–1522
Li M S, Tong L J. Specificity and ecological risk of heavy metal pollution in Liaoning sewage irrigation district[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2008, 16(6): 1517–1522

[17] 姜瑢, 吕贻忠, 申思雨. 华北地区有机种植和常规种植模式下土壤重金属含量及污染评价[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(7): 877–885
Jiang R, Lv Y Z, Shen S Y. Assessment of heavy metal content and pollution in organic and conventional farming soils in North China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2015, 23(7): 877–885

[18] 于霞, 安艳玲, 吴起鑫. 赤水河流域表层沉积物重金属的污染特征及生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2015, 35(5): 1400–1407
Yu X, An Y L, Wu Q X. Pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in the sediments of Chishui River[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(5): 1400–1407

[19] 程先, 王瑞霖, 王建力, 等. 海河流域西部地区水库沉积物重金属潜在生态风险评价[J]. 应用生态学报, 2015, 26(5): 1495–1500
Cheng X, Wang R L, Wang J L, et al. Potential ecological risks assessment of heavy metals in the reservoir sediment of the western Haihe River basin[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(5): 1495–1500

[20] 于瑞莲, 胡恭任, 赵金秀, 等. 泉州湾河口湿地秋茄红树林中重金属的分布、迁移和储量[J]. 环境化学, 2013, 32(1): 125–131
Yu R L, Hu G R, Zhao J X, et al. Distribution, transfer and stock of heavy metals in *Kandelia candel* mangrove situated in Quanzhou bay wetland, southeast coast of China[J]. Environmental Chemistry, 2013, 32(1): 125–131

[21] 李裕红, 袁建军, 陈怀宇, 等. 泉州湾若干海岸植物铜、锌、铅及氮、磷、钾元素分布特征[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(3): 630–634
Li Y H, Yuan J J, Chen H Y, et al. The distribution characteristics of Cu, Zn, Pb and N, P, K in the several plants on coast of Quanzhou Bay[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2008, 16(3): 630–634

[22] 曾昭璇, 黄少敏. 中国自然地理: 地貌[M]. 北京: 科学出版社, 1980: 32–36
Zeng Z X, Huang S M. Physical Geography in China: Geomorphology[M]. Beijing: Science Press, 1980: 32–36

[23] Woo M K, Fang G X, diCenzo P D. The role of vegetation in the retardation of rill erosion[J]. CATENA, 1997, 29(2): 145–159

[24] diCenzo P D, Luk S H. Gully erosion and sediment transport in a small subtropical catchment, South China[J]. CATENA, 1997, 29(2): 161–176

[25] Lam K C, Leung Y F, Yao Q Y. Nutrient fluxes in the Shenchong Basin, Deqing County, South China[J]. CATENA, 1997, 29(2): 191–210

[26] 刘希林, 张大林. 崩岗地貌侵蚀过程三维立体监测研究——以广东五华县莲塘岗崩岗为例[J]. 水土保持学报, 2015, 29(1): 26–31
Liu X L, Zhang D L. Study on erosion process of collapsing hill and gully by three-dimensional monitoring: An example of Liantanggang in Wuhua County of Guangdong Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2015, 29(1): 26–31

[27] 陈志彪, 朱鹤健, 刘强, 等. 根溪河小流域的崩岗特征及其治理措施[J]. 自然灾害学报, 2006, 15(5): 83–88
Chen Z B, Zhu H J, Liu Q, et al. Slump gully characteristic of small watershed of Genxi River and its control measures[J]. Journal of Natural Disasters, 2006, 15(5): 83–88

[28] 陶权, 姚景, 何树福, 等. 不同降雨强度下污染土重金属元素随径流迁移转化特征[J]. 水土保持学报, 2015, 29(2): 65–68
Tao Q, Yao J, He S F, et al. Migration and transformation characteristics of heavy metals with surface runoff under different rainfall intensities in contaminated soil[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2015, 29(2): 65–68

[29] 张坤, 杨霞, 吴雅霁, 等. 湘江株洲—湘潭—长沙段河床沉积物重金属污染特征及生态风险评价[J]. 农业资源与环境学报, 2015, 32(1): 60–65
Zhang K, Yang X, Wu Y J, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments in Changsha-Zhuzhou-Xiangtan reach, Xiang Jiang River, China[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2015, 32(1): 60–65

[30] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975–1001

[31] 徐争启, 倪师军, 庹先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112–115
Xu Z Q, Ni S J, Tuo X G, et al. Calculation of heavy metal's toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 31(2): 112–115

[32] 陈振金, 陈春秀, 刘用清, 等. 福建省土壤环境背景值研究[J]. 环境科学, 1992, 13(4): 70–75
Chen Z J, Chen C X, Liu Y Q, et al. Study on soil environmental background values in Fujian Province[J]. Environmental Science, 1992, 13(4): 70–75

[33] 国家环境保护总局, 国家技术监督局. GB15618–1995 土壤环境质量标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995
State Environmental Protection Administration of China, General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of China. GB15618—1995 Environmental Quality Standard for Soil[S]. Beijing: China Standard Press, 1995

[34] 叶琛, 李思悦, 张全发. 三峡库区消落区表层土壤重金属污染评价及源解析[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(1):

146–149
Ye C, Li S Y, Zhang Q F. Sources and assessment of heavy metal contamination in water-level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 19(1): 146–149

[35] 穆叶赛尔·吐地, 吉力力·阿布都外力, 姜逢清. 天山北坡土壤重金属含量的分布特征及其来源解释[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(7): 883–890
Muyessar T, Jilili A, Jiang F Q. Distribution characteristics of soil heavy metal content in northern slope of Tianshan Mountains and its source explanation[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(7): 883–890

[36] 宁晓波, 项文化, 方晰, 等. 贵阳花溪区石灰土林地土壤重金属含量特征及其污染评价[J]. 生态学报, 2009, 29(4): 2169–2177
Ning X B, Xiang W H, Fang X, et al. Heavy metal concentrations and pollution assessment of limestone forests in Huaxi District, Guiyang City[J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(4): 2169–2177

[37] 任卫岭, 郭剑芬, 吴波波, 等. 米槠天然更新次生林皆伐地采伐剩余物叶分解及其化学组成变化[J]. 应用生态学报, 2015, 26(4): 1077–1082
Ren W L, Guo J F, Wu B B, et al. Decomposition dynamics of leaf litter in logging residue of a secondary *Castanopsis carlesii* plantation and its chemical composition changes[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(4): 1077–1082

[38] 孙晋伟, 黄益宗, 石孟春, 等. 土壤重金属生物毒性研究进展[J]. 生态学报, 2008, 28(6): 2861–2869
Sun J W, Huang Y Z, Shi M C, et al. The review of heavy metals biotoxicity in soil[J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(6): 2861–2869

[39] 张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 692–703
Zhang X M, Zhang X Y, Zhong T Y, et al. Spatial distribution and accumulation of heavy metal in arable land soil of China[J]. Environmental Science, 2014, 35(2): 692–703

[40] 王斐, 黄益宗, 王小玲, 等. 江西某铜矿冶炼厂周边土壤重金属生态风险评价[J]. 环境化学, 2014, 33(7): 1066–1074
Wang F, Huang Y Z, Wang X L, et al. Ecological risk assessment of heavy metals in surrounding soils of a copper smelting plant in Jiangxi Province[J]. Environmental Chemistry, 2014, 33(7): 1066–1074

[41] 李小飞, 陈志彪, 陈志强, 等. 南方稀土采矿地土壤和蔬菜重金属含量及其健康风险评价[J]. 水土保持学报, 2013, 27(1): 146–151
Li X F, Chen Z B, Chen Z Q, et al. Concentrations and health risk assessment of heavy metals in soil and vegetables form REEs mining area, Fujian Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2013, 27(1): 146–151

[42] 王友生, 侯晓龙, 吴鹏飞, 等. 长汀稀土矿废弃地土壤重金属污染特征及其评价[J]. 安全与环境学报, 2014, 14(4): 259–262
Wang Y S, Hou X L, Wu P F, et al. Analysis of the characteristics and the evaluation of heavy metal pollutions in the deserted land-area left-over by the rare earth mining in Changting, Fujian[J]. Journal of Safety and Environment, 2014, 14(4): 259–262

[43] 姜萍, 金盛杨, 郝秀珍, 等. 重金属在猪饲料—粪便—土壤—蔬菜中的分布特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(5): 942–947
Jiang P, Jin S Y, Hao X Z, et al. Distribution characteristics of heavy metals in feeds, pig manures, soils and vegetables[J]. Journal of Agro-environment Science, 2010, 29(5): 942–947

[44] 孟祥海, 张俊飚, 李鹏, 等. 畜牧业环境污染形势与环境治理政策综述[J]. 生态与农村环境学报, 2014, 30(1): 1–8
Meng X H, Zhang J B, Li P, et al. Summary of livestock environmental pollution and environmental management policies[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2014, 30(1): 1–8

[45] 柳开楼, 李大明, 黄庆海, 等. 红壤稻田长期施用猪粪的生态效益及承载力评估[J]. 中国农业科学, 2014, 47(2): 303–313
Liu K L, Li D M, Huang Q H, et al. Ecological benefits and environmental carrying capacities of red paddy field subjected to long-term pig manure amendments[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2014, 47(2): 303–313